

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ADRIANA VIEIRA DE MIRANDA

**ESTIMATIVA DE DENSIDADE E TAMANHO POPULACIONAL DE BOTOS-
CINZA, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), NO COMPLEXO ESTUARINO DE
PARANAGUÁ, PARANÁ**

PONTAL DO PARANÁ

2017

ADRIANA VIEIRA DE MIRANDA

**ESTIMATIVA DE DENSIDADE E TAMANHO POPULACIONAL DE BOTOS-
CINZA, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), NO COMPLEXO ESTUARINO DE
PARANAGUÁ, PARANÁ**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Setor de Ciências da Terra da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre. Área de concentração: Biologia e Ecologia de Sistemas Oceânicos e Costeiros.

Orientadora: Dra. Camila Domit

PONTAL DO PARANÁ

2017

CATALOGAÇÃO NA FONTE:

UFPR / SiBi - Biblioteca do Centro de Estudos do Mar

Caroline Felema dos Santos Rocha – CRB 9/1880

Miranda, Adriana Vieira de

M672e Estimativa de densidade e tamanho populacional de botos-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864), no complexo estuarino de Paranaguá, Paraná. / Adriana Vieira de Miranda. – Pontal do Paraná, 2017.

51 f.: il.; 29 cm.

Orientadora: Prof^a. Dra. Camila Domit.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

1. *Sotalia guianensis*. 2. *Sotalia guianensis* - abundância. 3. *Sotalia guianensis* - densidade. 4. *Sotalia guianensis* - conservação. 5. Brasil, região sul. I. Título. II. Domit, Camila. III. Universidade Federal do Paraná.

CDD 599.53



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Setor CIÊNCIAS DA TERRA
Programa de Pós-Graduação SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS

ATA Nº

**ATA DE SESSÃO PÚBLICA DE DEFESA DE MESTRADO PARA A OBTENÇÃO DO
GRAU DE MESTRE EM SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS**

No dia vinte e seis de Maio de dois mil e dezessete às 09:00 horas, na sala Anfiteatro do Centro de Estudos do Mar, Avenida Beira mar, s/n - Pontal do Paraná/PR, foram instalados os trabalhos de arguição da mestranda **ADRIANA VIEIRA DE MIRANDA** para a Defesa Pública de sua dissertação intitulada **ESTIMATIVA DE DENSIDADE E TAMANHO POPULACIONAL DE BOTOS-CINZA, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ, PARANÁ**. A Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS da Universidade Federal do Paraná, foi constituída pelos seguintes Membros: CAMILA DOMIT (UFPR), MAURICIO CANTOR MAGNANI (UFSC), MARTA JUSSARA CREMER (UNIVILLE). Dando início à sessão, a presidência passou a palavra a discente, para que a mesma expusesse seu trabalho aos presentes. Em seguida, a presidência passou a palavra a cada um dos Examinadores, para suas respectivas arguições. A aluna respondeu a cada um dos arguidores. A presidência retomou a palavra para suas considerações finais e, depois, solicitou que os presentes e a mestranda deixassem a sala. A Banca Examinadora, então, reuniu-se sigilosamente e, após a discussão de suas avaliações, decidiu-se pela APROVAÇÃO da aluna. A mestranda foi convidada a ingressar novamente na sala, bem como os demais assistentes, após o que a presidência fez a leitura do Parecer da Banca Examinadora. Nada mais havendo a tratar a presidência deu por encerrada a sessão, da qual eu, CAMILA DOMIT, lavrei a presente ata, que vai assinada por mim e pelos membros da Comissão Examinadora.

Pontal do Paraná, 26 de Maio de 2017.


CAMILA DOMIT

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


MAURICIO CANTOR MAGNANI
Avaliador Externo (UFSC)


MARTA JUSSARA CREMER
Avaliador Externo (UNIVILLE)

Para Aldo

*“Uma vida sem
questionamento não
merece ser vivida.”*

Platão

AGRADECIMENTOS

Esses dois anos foram repletos de intensos momentos e sentimentos, que além de me proporcionarem importantes aprendizados, como conhecimento científico (teórico e prático), profissional e pessoal, também fortaleceram os aspectos emocionais, aprender a valorizar o tempo e as oportunidades que surgem na vida.

Nesse sentido, gostaria de agradecer àqueles que me ajudaram principalmente no crescimento científico, à CAPES, PGSISCO e CEM por proporcionarem a realização deste trabalho.

À Profa. Dra. Camila Domit que, desde o primeiro e-mail de contato, já se mostrou disposta e entusiasmada com o início de um trabalho em conjunto que, para mim, era o início de um sonho, poder estudar mamíferos marinhos. Pela orientação, a qual possibilitou construir um conhecimento científico e também a lidar com as dificuldades e superá-las, principalmente minha impaciência, lidar com imprevistos e com minhas manias perfeccionistas e metódicas (direcionando para o que realmente importa).

Ao corpo docente da PGSISCO, que proporcionou o conhecimento teórico, em especial ao Prof. Dr. Maikon Di Domenico que me ajudou e muito com o temido *software* “R”.

Ao apoio e colaboração do pesquisador Dr. Alexandre Zerbini, que com competência auxiliou na construção dos *scripts* e das análises como um todo.

Aos membros da qualificação e da banca Maurício Cantor e Marta Jussara Cremer, pelas importantes contribuições e direcionamento do trabalho.

À família LEC que me acolheu desde o início da minha caminhada, pela ajuda em campo, troca de conhecimento e amizade, em especial Giovanna, Tara, Luciana, Valéria, Ronaldo, Letícia, Camila, Lenize, Tawane e Isadora.

Aos amigos que Pontal me proporcionou, e que me acompanharam nas alegrias e tristezas, em muitos “RU’s”, “cafézins”, “jantins” e claro “distri” a Barbrinha, Isabela, Stephane, Laura, Matheus, Isadora e Angeline.

A todos meus amigos de longe, que mesmo com a distância me ajudaram a passar por essa etapa: Andressa, Beatriz, Bárbara, Bruna, Thaís, as minhas Isas, Camila, Jéssica, Fabielle, Amanda e Tamirys.

À família, sem a qual não existiria esse momento, agradeço o apoio incondicional dos meus pais João e Ana, que não pouparam esforços para ajudar na realização de mais um sonho. Minha mãe querida que, além de ser mãe, é minha psicóloga de plantão e claro a

inspiração de todos os meus dias. Aos meus irmãos Tiago e Fábio, que sempre estão ao meu lado me apoiando, sempre cuidando e me protegendo. Às minhas cunhadas Letícia e Joseane que sempre me encorajaram a enfrentar essa fase. Às minhas sobrinhas Sofia e Manoela que, só de existirem, transbordam amor na minha vida e ao meu mais novo príncipe Lucca que veio iluminar minha vida. E claro a pessoa que tive o prazer de conhecer no início dessa trajetória, em Pontal, que além de ser o meu namorado que eu amo é o meu amigo e companheiro para todas as horas.

Mais do que especial aos meus avós Jacyra e Aldo que, infelizmente, por circunstâncias que nunca imaginamos que vão acontecer na vida, eles não estarão presentes nesse momento, mas sei que estão desejando o melhor pra minha vida e meu profissional. Foram e continuam sendo meus pais em dose dupla, amo vocês.

Por fim, mas não menos importante à Deus, no mundo da ciência é um grande desafio manter a fé, mas, enquanto eu estava escrevendo meus agradecimentos, li a seguinte frase e que simplesmente resume o que sinto: “Um pouco de ciência nos afasta de Deus. Muito nos aproxima” (Louis Pasteur).

ESTIMATIVA DE DENSIDADE E TAMANHO POPULACIONAL DE BOTOS-CINZA, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ, PARANÁ

Great density and abundance of Guiana dolphin in a listed World heritage site, Southern Brazil: a good news for this species conservation?

Revista pretendida: Marine Ecology Progress Series, ISSN (0171-8630), Fator de impacto (JCR, 2015)=2.4, Qualis CAPES= Estrato A1.

Adriana V. Miranda^{1, 2*}, Alexandre N. Zerbini^{3,4,5}, Camila Domit^{1,6}

1 Laboratório de Ecologia e Conservação, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Av. Beira Mar s/n, 83255-000, Pontal do Sul, Paraná, Brazil

2 Programa de pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil

3 Marine Mammal Laboratory, Alaska Fisheries Science Center, NMFS-NOAA, 7600 Sand Point Way NE, Seattle, WA, USA.

4 Cascadia Research Collective, Olympia, WA, USA

5 Instituto Aqualie, Juiz de Fora, MG, Brazil

6 Associação MarBrasil, Pontal do Paraná, PR, Brazil

*Autor para correspondência: dricamirandav@gmail.com

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Setores amostrados no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, enfatizando os cinco setores delimitados e disposição dos transectos lineares percorridos para estimativa de densidade e tamanho populacional de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) entre 2012 e 2013.

Fonte: Laboratório de Ecologia e Conservação, UFPR.....22

Figura 2. Avistagens de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) nos setores amostrados no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, enfatizando suas respectivas, os cinco setores delimitados e disposição dos transectos lineares percorridos para estimativa de densidade e tamanho populacional de *S. guianensis* entre 2012 e 2013. Os pontos vermelhos se referem às avistagens de *S. guianensis* realizadas durante o período de estudo. Fonte: Laboratório de Ecologia e Conservação, UFPR.....28

Figura 3. Histogramas das distâncias perpendiculares (m) registradas para avistagens de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná (2012-2013). Curvas de detecção utilizando (A) o modelo selecionado “hazard-rate” sem os fatores contribuintes; (B) o modelo “hazard-rate” junto ao fator *Beaufort*; (C) o modelo “hazard-rate” junto ao fator observador; e (D) o modelo “hazard-rate” com os dois fatores, *Beaufort* e observador. Pontos representam probabilidade de detecção para cada avistagem de indivíduos de botos-cinza.....30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Esforço e taxa de encontro de grupos e indivíduos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por setor amostrado na região do Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, onde “A.C.” é a área coberta para cada setor (km²), “N” é o número de grupos avistados em cada setor, “k” é o número de linhas, “ER” é a taxa de encontro de grupos de botos-cinza, “se.ER” é o erro padrão da taxa de encontro de botos-cinza, “CV.ER” é o coeficiente de variação da taxa de encontro de botos-cinza e “T.E” é a taxa de esforço. “Ni” é o número de indivíduos avistados em cada setor, “ER” é a taxa de encontro de indivíduos de botos-cinza, “se.ERi” é o erro padrão da taxa de encontro de botos-cinza, “CV.ERi” é o coeficiente de variação da taxa de encontro de botos-cinza, “TM” é o tamanho médio dos grupos e “se.TM” é o erro padrão do tamanho médio dos grupos.....26

Tabela 2. Caracterização de grupo de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por setor amostrado no Complexo Estuarino de Paranaguá, sul do Brasil, onde “AV” é o número de avistagens para cada setor; “mín.” é o mínimo; “máx.” é o máximo; e “SD” é o desvio).....27

Tabela 3. Modelos de detecção para estimar abundância e densidade populacional de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, ordenados por melhor ajuste aos dados. “AIC” (Critério de Informação de Akaike), “ΔAIC” delta AIC, e “ωAIC” peso do AIC dos modelos com as funções de detecção “hazard-rate” (hr) e “half-normal” (hn) e os fatores *Beaufort* (B) e observador (O), testados.....29

Tabela 4. Densidade, abundância e tamanho de grupos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por setor amostrado no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, sendo “DS” a densidade de grupos/km², “N” a abundância de grupos, “se” o erro padrão, “CV” o coeficiente de variação, “95% CI” os intervalos de confiança; “df” o grau de liberdade, “E.S” tamanho de grupos esperado, “se.E.S” erro padrão.....32

Tabela 5. Densidade e abundância de indivíduos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por setor amostrado no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, sendo “D” a densidade de

indivíduos/km², “Ni” a abundância de indivíduos, “se” o erro padrão, “CV” o coeficiente de variação, “95% CI” os intervalos de confiança “df” o grau de liberdade.....32

Tabela 6. Densidade, abundância e tamanho de grupos sazonal de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por setor amostrado no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, sendo “DS” a densidade de grupos/km², “N” a abundância de grupos, “se” o erro padrão, “CV” o coeficiente de variação, “95% CI” os intervalos de confiança, “df” o grau de liberdade, “E.S” tamanho de grupos esperado, “se.E.S” erro padrão.....33

Tabela 7. Densidade e abundância sazonal de indivíduos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por setor amostrado no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, sendo “D” a densidade de indivíduos/km², “Ni” a abundância de indivíduos, se o erro padrão, “CV” o coeficiente de variação, “95% CI” o intervalo de confiança, “df” o grau de liberdade.....34

SUMÁRIO

RESUMO.....	14
ABSTRACT.....	15
INTRODUÇÃO.....	16
1. MATERIAIS E MÉTODOS.....	19
<i>1.1. Área de estudo.....</i>	<i>19</i>
<i>1.2. Desenho amostral.....</i>	<i>21</i>
<i>1.3. Métodos de amostragem.....</i>	<i>22</i>
<i>1.4. Análise de dados.....</i>	<i>23</i>
2. RESULTADOS.....	24
<i>2.1. Distribuição de esforço e resultados entre setores.....</i>	<i>25</i>
<i>2.2. Distribuição espacial dos botos-cinza.....</i>	<i>27</i>
<i>2.3. Modelos e fatores de influência nas estimativas.....</i>	<i>28</i>
<i>2.4. Estimativa de densidade e abundância – variações espaço e tempo.....</i>	<i>30</i>
3. DISCUSSÃO.....	35
4. AGRADECIMENTOS.....	40
5. REFERÊNCIAS.....	41

RESUMO

A identificação de zonas prioritárias para conservação pode ser realizada pela combinação de informações sobre distribuição, abundância e resposta comportamental de animais aos parâmetros ambientais reguladores e uso antrópico da área. *Sotalia guianensis* (boto-cinza) é um pequeno cetáceo do Oceano Atlântico Sul; esta espécie é classificada como vulnerável na lista vermelha de fauna ameaçada do Brasil. Em 2012 e 2013, foram estimadas a densidade e a abundância da população que ocorre no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), utilizando o método de transectos lineares por estimativa de distância, para investigar variações espaciais, abundância e densidade. Os setores foram cobertos por 48 transectos lineares, totalizando 1710 km com 198 horas de esforço. Neste período, foram registrados 431 grupos e 969 indivíduos de botos-cinza. A densidade e abundância para os cinco setores combinados foram estimados em indivíduos de 5.15 indivíduos / km² (CV = 0.15) e 1811 botos-cinza (95% IC = 1371-2393). As densidades por área foram estimadas em 2,70 (CV = 0.27) na baía de Laranjeiras, 7,21 (CV = 0.33) na baía de Paranaguá, 9,33 (CV = 0.16) na Desembocadura Norte (boca estuarina norte), 2.42 (CV = 0.20) na Desembocadura Sul (boca estuarina sul), 5.24 (CV = 0.23) em indivíduos Superagui / km². As maiores densidades foram registradas na Desembocadura Norte e na baía de Paranaguá. Na Desembocadura Norte, isso pode ser devido à maior abundância e diversidade de peixes. A Baía de Paranaguá, apesar de ser uma área portuária, tem a zona máxima, o que resulta em alta produção primária. Este estudo indica que a abundância de botos-cinza no CEP é maior que outras ao longo da distribuição da espécie. Os resultados apresentados aqui podem indicar que a distribuição heterogênea dos botos-cinza pode ser influenciada pela disponibilidade de recursos e pela ocorrência espacial de atividades antropogênicas. Esses resultados são informações bases para tomadores de decisão direcionarem e estabelecerem programas de monitoramento de atividades impactantes e de consequências frente às alterações ambientais. A abundância registrada destaca a importância ecológica global da região para a conservação do boto-cinza e da dinâmica trófica estruturada na região, a qual suporta espécies ameaçadas e importantes recursos pesqueiros.

Palavras chave: *Sotalia guianensis*, *Sotalia guianensis* – abundância, *Sotalia guianensis* – densidade, *Sotalia guianensis* – conservação, Brasil, região sul.

ABSTRACT

Priority conservation zones can be identified by combining information on distribution and abundance with the evaluation of the behavioral response of wildlife to anthropogenic threats. The Guiana dolphin *Sotalia guianensis* is a small cetacean in the southern Atlantic Ocean, this species is rated as data deficient by the IUCN, and is listed vulnerable on the red list of fauna in Brazil. In 2012 and 2013, estimates of density and abundance of this species were computed in five sectors in the Paranaguá Estuarine Complex (PEC) using line transect methods, to investigate spatial variations in abundance and density. The sectors were covered by 48 line transects over the total area, the total length of transects covered was 1710 km and resulted in 198 effort hours, with 431 groups and 969 individuals of dolphins recorded. Density and abundance for the five sectors combined were estimated at 5.15 individuals/km² (CV=0.15) and 1811 dolphins (95% CI = 1371-2393) individuals. The densities per area were estimated at 2.70 (CV=0.27) in Laranjeiras bay, 7.21 (CV=0.33) in Paranaguá Bay, 9.33 (CV=0.16) in Desembocadura Norte (north estuarine mouth), 2.42 (CV=0.20) in Desembocadura Sul (south estuarine mouth), 5.24 (CV=0.23) in Superagui individuals/km². The highest density was recorded in Desembocadura Norte and Paranaguá Bay. In Desembocadura Norte, this might be due to the higher abundance and diversity of fish. Paranaguá Bay, despite being a port area, has the highest turbidity of the PEC, which results in a high primary production. This study indicates that the abundance of Guiana dolphin in the PEC is greater than that others along the distribution range of the species. Results presented here may indicate that the heterogenic distribution of the Guiana dolphins might be influenced by both resource availability and the spatial occurrence of anthropogenic activities. The recorded abundance highlights the global ecological importance of the region for the conservation of Guiana dolphin and structured trophic dynamics in the region, which supports endangered species and important fishing resources.

Key words: *Sotalia guianensis*, *Sotalia guianensis* – abundance, *Sotalia guianensis* – densities, *Sotalia guianensis* – conservation, Brazil, South region.

INTRODUÇÃO

Globalmente, pequenos cetáceos costeiros ocorrem em áreas de intensas atividades antrópicas. Esta sobreposição os expõe a riscos, tendo por consequência a classificação de diversas espécies em algum grau de ameaça de extinção (IUCN, 2015). Esses animais são considerados sentinelas ambientais por apresentarem adaptabilidade ecológica que pode refletir modificações nos ecossistemas em que vivem, tanto devido a perturbações antrópicas quanto naturais em diversas escalas de espaço e tempo (Moore 2008, ICMBio 2011, Bossart 2011). Entre as principais ameaças aos cetáceos costeiros estão: sobre-exploração de recursos marinhos que reduz disponibilidade de presa, captura acidental em redes de pesca, poluição sonora, alta intensidade do tráfego marítimo que causa colisões com embarcações, mudanças climáticas, proliferação de algas nocivas devido a processos de eutrofização e descarga de agentes patológicos, contaminação por compostos químicos persistentes de resíduos domésticos, industriais e agrícolas (Jackson et al. 2001, Reeves et al. 2003, Lewison et al. 2004, Simmonds & Elliot 2009, Bossart 2011, Moore et al. 2013, Wright et al. 2013). Grande parte destes impactos está relacionada à concentração humana na zona costeira e ao desenvolvimento desordenado ou irregular de atividades urbanas, industriais, agrícolas e portuárias, uma vez que esses são responsáveis pela produção e pela incorreta destinação de resíduos que contaminam e causam a degradação ambiental (Pereira 2001).

Para monitorar as ameaças à conservação das espécies e orientar estratégias de manejo, é importante avaliar a dinâmica populacional; densidade e abundância são dois dos principais parâmetros populacionais nesta avaliação (ICMBio 2011). Os estudos servem como base para investigar a vulnerabilidade de risco de extinção, a potencial de resiliência a atividades antropogênicas e o significado biológico dos impactos por elas causados (Wade 1998, NRC 2005, Currey et al. 2011, Di Fonzo et al. 2013). No entanto, diversos fatores restringem que a abundância de pequenos cetáceos seja estimada com precisão; entre os principais fatores estão a alta mobilidade e o tempo de submersão destes animais, além do alto custo para a obtenção de dados. Isso resulta na escassez ou nas lacunas de informações quanto ao número de indivíduos e suas variações temporais e espaciais para diversas espécies e unidades populacionais (Taylor & Gerrodette 1993, Williams & Thomas 2009, IUCN 2015).

Os métodos mais utilizados para estimativas populacionais de cetáceos são marcação-recaptura e transectos lineares com amostragem de distância (Hammond 1990). Entre os estudos em zonas costeiras de longo prazo, estão os com golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) na Escócia, nos Estados Unidos (Flórida e Califórnia) e na Austrália; com

golfinhos-de-Hector (*Cephalorhynchus hectori*) na Nova Zelândia; com golfinhos-corcunda-do-indopacífico (*Sousa chinensis*) na África do Sul; e com golfinhos-australiano (*Orcaella heinsohni*) e golfinhos-corcunda-australiano (*Sousa sahulensis*) na Austrália (Wells & Scott 1990, Defran & Weller 1999, Karczmarski et al. 1999, Wilson et al. 1999, Bejder & Dawson 2001, Gormley et al. 2005, Brown et al. 2016). Para todas essas espécies, efeitos agudos e crônicos foram identificados, tais como lesões de pele e a perda de habitat. Estes foram relacionados a efeitos causados pela degradação, consequência de diferentes atividades antrópicas, tais como contaminação química e por efluentes domésticos. Os resultados revelam a vulnerabilidade das espécies, com consequências ecológicas de médio e longo prazo a toda cadeia trófica marinha (Wilson et al. 1999, Brown et al. 2016, Azevedo et al. 2017).

No Brasil, estimativas populacionais foram realizadas para espécies costeiras como golfinho-nariz-de-garrafa (Lodi & Monteiro-Neto 2012, Fruet et al. 2015, Daura-Jorge & Simões-Lopes et al 2016), toninha (*Pontoporia blainvillei*) (Cremer & Simões-Lopes 2008, Danielwicz et al. 2010, Zerbini et al. 2011) e boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Filla 2004, Flach et al. 2008b, Havukainen et al. 2011, Cremer et al. 2011, Cantor et al. 2012a). O boto-cinza distribui-se por uma ampla área na costa brasileira (00°30'S -27°35'S; Simões-Lopes 1988, Borobia et al. 1991), utilizando tanto estuários quanto zonas costeiras densamente habitadas por populações humanas. Entretanto, apesar de listada globalmente como “deficiente em dados” e nacionalmente como vulnerável quanto ao risco de extinção (IUCN, 2015; MMA, 2014), e, ainda, apresentar estoques populacionais distintos ao longo da sua distribuição, as estimativas de parâmetros populacionais estão restritas a regiões pontuais. De maneira geral, as principais ameaças a conservação da espécie são as atividades humanas que causam alterações no habitat e na dinâmica ecológica dos ecossistemas, como as listadas como de impacto geral aos cetáceos (Flores & Da Silva 2009, PAN, ICMBio 2011, Secchi 2012).

Em resposta aos impactos antrópicos, boto-cinza apresenta tanto mudanças comportamentais temporárias, as quais são as primeiras respostas às alterações ambientais, quanto declínio de populações regionais (Flach et al. 2008b, Cantor et al. 2012a, Azevedo et al. 2017). Alterações na forma de uso do habitat pela espécie, como abandono temporário de áreas, foram registradas em populações de botos-cinza no sul do Brasil (Filla 2004, Cremer et al. 2009, Domit 2010), mas populações do sudeste têm apresentado elevada mortalidade nos últimos dezessete anos (Campos et al. 2004, Flach et al. 2008a, Azevedo et al. 2007, Nery &

Simão 2012, Cunha et al. 2010, Azevedo et al. 2017).

No litoral do Paraná, as baías do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), parte do ecossistema listado como Patrimônio da Humanidade (UNESCO, 1999), agregam ao longo de todo o ano grupos de boto-cinza compostos por indivíduos adultos e infantes (Filla & Monteiro-Filho 2009). Comportamentos de alimentação e cuidado parental são frequentes na região e destacam a importância desta para o desenvolvimento e manutenção da espécie. Entretanto, animais com lesões de pele e casos de imunossupressão relacionados ao estresse ambiental crônico foram diagnosticados para a população regional (Van Bresse et al 2009, Domiciano et al. 2016). Além das doenças, outros fatores trazem preocupação quanto à situação de risco desta população, como altos níveis de contaminação química diagnosticados em diferentes tecidos e uma baixa variabilidade genética, fatores que contribuem para a redução da capacidade de resposta e resiliência desta população (Cunha et al. 2010, Lailson-Brito et al. 2010, Domiciano et al. 2016, Savada 2016).

Nesta região, as estimativas de densidade foram realizadas para áreas e períodos específicos, como baía de Guaratuba entre 1999 e 2000, baía de Paranaguá entre 2003 e 2004, baía de Guaraqueçaba entre 1997 e 1999, baía das Laranjeiras entre 2006 e 2008, e para a baía de Antonina em 2003. No entanto, essas foram amostragens pontuais, o que dificulta uma abordagem comparativa entre anos e uma avaliação ampla para a área total do CEP, conforme recomendado para avaliação robusta da dinâmica populacional por estudos pretéritos (Bonin 2001, Filla 2004, Japp 2004, Santos et al. 2010a,b). Ainda, as áreas avaliadas anteriormente estão, em geral, localizadas no entorno de Unidades de Conservação e são utilizadas, principalmente, para a pesca de pequena escala e atividades náuticas de lazer, destacando a necessidade de uma avaliação integrada da região, abordando também as áreas de maior uso para atividades portuárias e margeadas por zonas urbanas como a baía de Paranaguá (Possatto et al. 2016).

Considerando esse contexto e a intensificação de atividades causadores de impactos à espécie na região (ex. estruturação de novos terminais portuários), as estimativas de densidade e abundância são essenciais para avaliar o estado atual da população de botos-cinza que ocorre no Paraná e permitir o estabelecimento de dados base para monitoramentos quanto às alterações sazonais e interanuais na dinâmica desta população, fornecendo subsídios aos tomadores de decisão quanto ao manejo adequado de atividades antrópicas na região. Em resposta a esta demanda e ao fato de avaliações de parâmetros populacionais serem elencados como prioritários pelo plano Nacional de ação para a conservação de pequenos cetáceos

brasileiros, este estudo teve como objetivos: (i) estimar a densidade e o tamanho populacional de botos-cinza, espécie topo de cadeia trófica na região do CEP, área considerada prioritária para a conservação da biodiversidade; e (ii) avaliar a variação espaço-temporal do tamanho e densidade populacional de botos-cinza entre os setores que compõe o CEP, considerando as formas de uso antrópico destes setores.

1. MATERIAIS E MÉTODOS

1.1 Área de estudo

O litoral do Estado do Paraná é caracterizado por pequena extensão de costa, com características oceânicas e dois estuários bem desenvolvidos, a baía de Guaratuba e o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). O CEP localiza-se na porção centro-norte do litoral (25°20'S-25°35'S; 48°20'W-48°45'W), tem área superficial de aproximadamente 612 km², composta por dois eixos principais: o eixo N-S, o qual inclui a baía das Laranjeiras, baía dos Pinheiros e baía de Guaraqueçaba e conecta-se com a baía de Pinheiros e Canal de Superagui, com perfis voltados para atividades de lazer e pesca de pequena escala (200 km²); e o eixo L-O, incluindo a baía de Antonina e Paranaguá (260 km²), região utilizada para lazer, pesca e atividades portuárias, sendo o complexo portuário de Antonina-Paranaguá (APPA) um dos principais exportadores de grãos da América do Sul (Lana et al. 2001).

O CEP é caracterizado por um gradiente de salinidade vertical moderado, com marés semidiurnas e desigualdade diurna (variação máxima 2.7m), além de circulação sazonal e estratificação consistente (Marone et al. 2005). O clima é tropical transicional (precipitação média anual 2500mm), com sazonalidade extremamente distinta com verões úmidos e invernos secos (Lana et al 2001, Marone et al. 2005).

O eixo L-O, correspondente às baías de Antonina e Paranaguá, tem uma área total de 260 km² e um volume aproximado de 1.4×10^9 m³, recebendo 70% da drenagem da Bacia Hidrográfica Atlântica (Knoppers et al. 1987, Mantovanelli 1999). Nesse eixo, há estratificação salina, com setores euhalinos (a jusante da baía de Antonina), polihalinos e de intensa mistura de águas oriundas da plataforma adjacente e das bacias de drenagem, e setores mesohalinos (a montante, próximo a desembocadura dos rios) (Lana et al. 2001). A média de profundidade destas áreas é inferior a 10 m, com máximas de 20 m nos canais, entretanto Ilhas e afloramentos rochosos submersos são frequentes na área entre a Ilha das Cobras e Ilha

dos Gererês (Angulo et al. 2006). Nesta zona entre as ilhas, há uma zona de máxima turbidez (ZMT), na qual ocorre um aumento da produtividade primária em decorrência do aprisionamento de sedimentos finos oriundos das bacias de drenagem localizadas na Serra do Mar, além de ter um fundo heterogêneo com áreas rasas e profundas e rochas submersas, que influenciam a hidrodinâmica impulsionada por correntes de maré (Cattani & Lamour 2015). Os canais naturais situados na porção central destas baías passam por obras de dragagens frequentes (Lamour & Soares 2008).

No eixo N-S, correspondente a baía das Laranjeiras, encontra-se uma das áreas de Mata Atlântica mais conservada do Brasil e de alta biodiversidade, dando suporte a Unidades de Conservação Federais e Estaduais, como a Estação Ecológica de Guaraqueçaba e o Parque Nacional do Superagui (UNESCO 1999, IAP 2011, IBAMA, Lamour et al. 2004, Góes & Lorenzo 2012). A baía das Laranjeiras, com comprimento de 30km e largura máxima de 13km, tem semelhanças com a baía de Paranaguá quanto a variações de profundidade, porém a estratificação salina e o aporte de água oceânica é diferenciada, pois esta recebe menor aporte de água das bacias hidrográficas litorâneas (Lamour et al. 2004). A face leste desta baía apresenta extensas planícies de maré, bancos arenosos, com possibilidade de navegação apenas nos períodos de preamares (Lamour et al. 2004).

O CEP apresenta duas desembocaduras as quais são distintas pela interferência contínua do canal de navegação, pela presença de embarcações e pela variação dos substratos de fundo (ocorrência de afloramentos rochosos) na desembocadura sul, que tem sua porção mais estreita e uma largura aproximada de 2.5 km e profundidade de até 20 metros, apesar de constantes alterações devido aos processos de dragagem no canal de acesso aos portos (Angulo et al. 2006). Na desembocadura Norte, na sua porção mais estreita, tem largura de aproximadamente 1.5 km, um canal com profundidade superior a 20 m e afloramentos rochosos próximos a zona costeira (Lamour et al. 2004). O Canal de Superagui faz conexão com o Oceano Atlântico, com aproximadamente 15 km de comprimento e largura média de 1.5 km (Angulo et al. 2006). A comunicação com a baía das Laranjeiras ocorre pelo “Furo do Tibicanga”, com a formação de uma zona de concentração de sedimentos finos e matéria orgânica (Lamour et al. 2004).

A área de interseção entre os eixos do CEP resulta em elevados teores de salinidade durante todo o ano, com fortes correntes e intensa mistura de águas (Noernberg et al. 2006), e com uma alta concentração de organismos da biota (Barletta et al. 2008). O CEP é composto por vários habitats que abrigam uma ampla diversidade de espécies marinhas, incluindo ao

menos 213 espécies de peixes, importante área de abrigo, alimentação e reprodução para diferentes espécies da fauna terrestre e marinha (Lana et al. 2001, Passos et al. 2012). Essa região recebeu o título de Patrimônio Natural da humanidade (UNESCO) e foi incluída pela UNESCO na Reserva de Biosfera da Mata Atlântica (UNESCO 1991, 1999).

1.2 Desenho amostral

Para estimativa populacional é essencial que toda a região seja amostrada de maneira homogênea e simultânea para reduzir recontagens e superestimativa (Williams & Thomas 2009). Contudo, como a região do CEP é ampla e engloba os *habitat* heterogêneos físico, biológico e antropologicamente, a amostragem foi estratificada em setores de amostragem.

Expedições a campo foram realizadas nos seguintes setores: baía das Laranjeiras (incluindo a baía de Guaraqueçaba); baía de Paranaguá; desembocadura Norte; desembocadura Sul e Superagui (Figura 1). Estas delimitações geográficas consideraram os limites territoriais estabelecidos no planejamento espacial marinho do litoral do Paraná (Castella et al. 2006) e a estratificação salina regional (adaptado de Noernberg et al. 2006). Todas as áreas de planícies de maré que apresentam batimetria menor que 50 cm na baixamar de sizígia foram retiradas da amostra por serem rasas (Noernberg et al. 2006) e dificultarem a chegada das embarcações e completa varredura durante execução do transecto.

As coletas foram realizadas sazonalmente entre março de 2012 e março de 2013, considerando os meses agrupados em estação chuvosa (outubro a março) e seca (abril a setembro), com base em dados pluviométricos e categorização sugerida ao CEP para os anos de 2012 e 2013 (Possatto et al. 2016). Os cinco setores foram cobertos por 48 transectos lineares, os quais foram dispostos paralelos e espaçados uns aos outros por 1.5 km nas desembocaduras e 2.0 km nas áreas mais internas do CEP, de forma a cobrir de maneira homogênea a área amostrada (Figura 1). Os transectos foram sorteados e percorridos utilizando uma embarcação conduzida em velocidade constante (15 à 20 km/h) por motor de 60-100hp. Durante toda a amostragem, dois observadores, cada um responsável por um bordo da embarcação (0° a 90°, bombordo/boreste), fizeram a observação em busca de botos-cinza, enquanto um terceiro integrante era responsável pela anotação de dados. Toda amostragem foi antecedida por calibração de estimativa de distância angular dos observadores, para o qual era utilizado um *rangefinder* e pontos-fixos aleatórios em margem e na água como foco de leitura (Laser Works – Easy Finder).

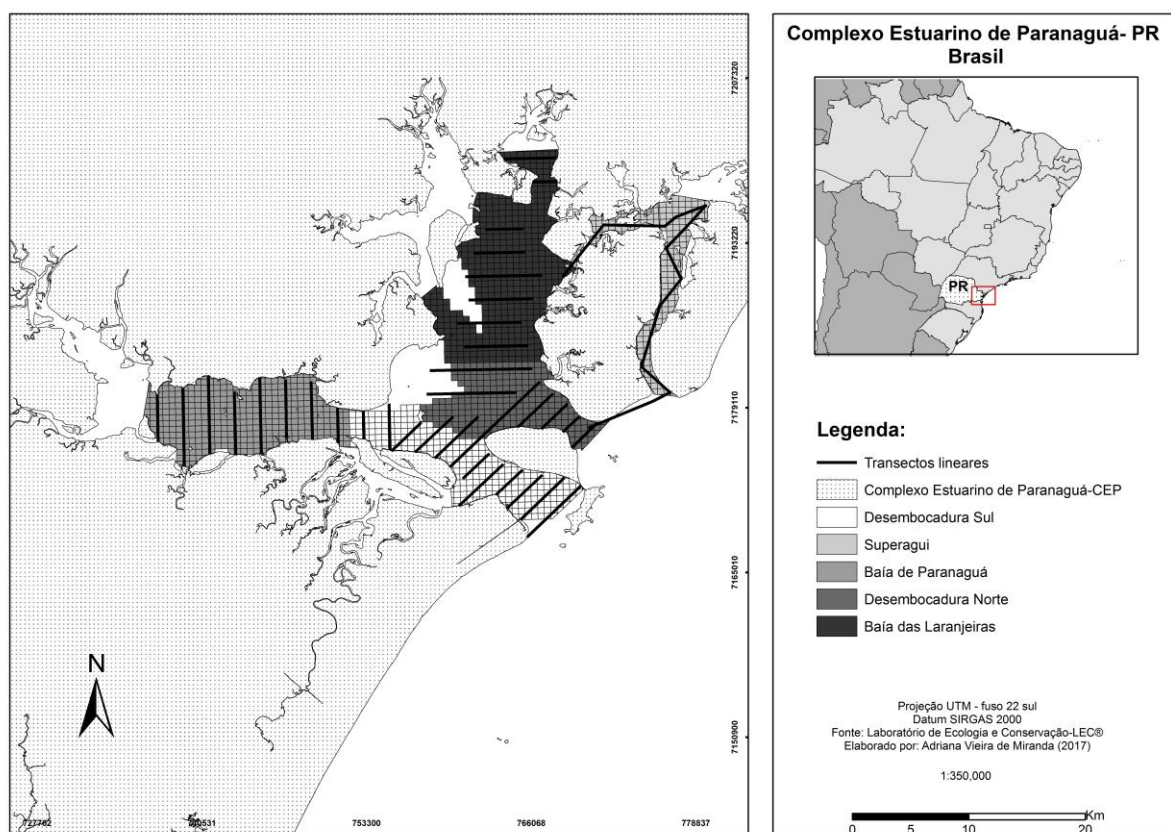


Figura 1. Setores amostrados no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, enfatizando os cinco setores delimitados e disposição dos transectos lineares percorridos para estimativa de densidade e tamanho populacional de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) entre 2012 e 2013. Fonte: Laboratório de Ecologia e Conservação, UFPR.

1.3 Métodos de amostragem

Para estimar a densidade e o tamanho populacional foi utilizado o método de transectos lineares por amostragem de distância (Eguchi & Gerrodette 2009), no qual o conjunto de linhas retas estabelecido nos setores permitiu uma amostragem padronizada de toda a área (Boyd et al. 2010). A aplicação desse método para mamíferos marinhos depende do uso de um protocolo cujas premissas são: (1) os animais que estiverem na linha do transecto serão certamente detectados $g(0)=1$; (2) os animais não se movimentarão antes de sua detecção pelo observador; (3) o animal não será contado mais de uma vez na mesma amostra; (4) o ângulo, a distância e o tamanho do grupo serão mensurados sem erros, fatores esses que dependem do treinamento dos observadores (Thomas et al. 2002, Buckland et al. 2004).

Para que as premissas fossem atendidas, os seguintes passos foram seguidos: 1) os observadores treinaram avistagem e estimativa de distância; 2) os observadores coletaram as

informações na primeira avistagem de cada grupo; 3) a embarcação percorreu os transectos em velocidade constante; por fim, 4) os dados eram anotados por um terceiro pesquisador de forma que os observadores mantivessem o foco na busca dos animais. Para cada avistagem, os observadores informavam ao anotador o número de indivíduos, o comportamento principal do animal/grupo, a distância angular e o ângulo entre embarcações e botos-cinza, sem abandonar a varredura da área. As informações de distância angular e ângulo foram registradas e posteriormente ajustadas para estimativa da distância linear dos animais. Ainda, para cada avistagem, o anotador coletou horário, coordenada geográfica da embarcação, distância total do transecto, azimuth de navegação e o erro do GPS.

Ao início de cada transecto, foram coletadas as condições de vento, céu e mar (em escala *Beaufort*), os quais foram categorizados de 1-4, sendo "1" mar calmo, sem vento e céu aberto e "4" as condições extremas de mar agitado (*Beaufort* ≥ 4), ventos acima de 5.5 a 7.9 m/s e céu completamente encoberto. Para as análises, os dados obtidos em condições de vento e mar ruins (*Beaufort* ≥ 4) foram excluídos para evitar vieses nos resultados, visto que há mais erros e dificuldades para a avistagem dos botos e estimativa dos parâmetros de distância dos animais nestas condições.

Para incluir possíveis efeitos da variação diária de maré, esta foi obtida via tábua de maré disponibilizada pela Marinha do Brasil referente a Barra de Paranaguá – Canal da Galheta (Estado do Paraná). Era atualizada por período durante o esforço em campo e categorizada em cheia, vazante, seca e enchente.

1.4 Análise de dados

A análise descritiva do tamanho dos grupos (mínimo, máximo, média, desvio padrão e moda) foi estabelecida por setor e de forma geral para o CEP. O tamanho dos grupos entre os setores foi comparado com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Esforço e taxa de encontro de grupos e de indivíduos de botos-cinza foram calculados por setor, sendo estes dados ponderados pelo tamanho da área (km²), área coberta pelos transectos (km²) e o esforço total (horas), resultando em uma taxa de registro por unidade de esforço "T.E".

As estimativas de densidade e abundância dos grupos e densidade e abundância dos indivíduos foram realizadas separadamente, pois o número de indivíduos é importante para saber seu efeito na disponibilidade de grupos.

A probabilidade de detecção foi estimada utilizando os métodos de amostragem de distância convencional (CDS) e com multivariáveis (MCDS), com auxílio de pacotes no *software* “R” (Buckland et al. 2001, Marques & Buckland 2003, Laake et al. 2015, Miller et al. 2016). Os oito modelos gerados pelos métodos de amostragem CDS e MCDS, com funções de detecção “hazard-rate” e “half-normal”, foram avaliados para estimar tamanho e densidade populacional com base em grupos e indivíduos registrados, sendo estes analisados considerando os fatores tamanho de grupo e *Beaufort*, tamanho de grupo e observador e tamanho de grupo e distância, como covariáveis para modelar as distâncias perpendiculares. Os modelos foram propostos para investigar os efeitos das covariáveis na probabilidade de detectar grupos de botos-cinza. As duas funções utilizadas para os modelos possuem três componentes: (i) a incerteza associada à estimativa da função de detecção; (ii) a incerteza associada à estimativa da taxa de encontro; (iii) a incerteza associada à estimativa do tamanho de grupo.

O modelo com maior suporte foi selecionado com base no Critério de Informação de Akaike (AIC; Burnham e Anderson 2003). Para a escolha dos modelos, foi avaliada a influência dos fatores aleatórios (*Beaufort* e observadores), os quais podem influenciar a probabilidade de detecção. A distância perpendicular mensurada pelos observadores inclui uma função para criar uma tabela de informação resumida dos modelos, facilitando a obtenção de uma visão geral dos oito modelos estabelecidos. Os modelos com $\Delta AIC \leq 2$, ou seja modelos com maior suporte, foram mantidos para análise posterior (Burnham e Anderson, 2003). Os pesos de Akaike (ω_i) foram calculados de acordo com Burnham e Anderson (2003) para indicar a probabilidade de que um determinado modelo seja o melhor modelo do conjunto.

2. RESULTADOS

Durante as expedições em todos os setores do CEP em 2012-2013, foram avistados 431 grupos de botos-cinza e 969 indivíduos, os quais, apesar do delineamento amostral empregado, foram passíveis de recontagens. Foram realizadas 16 coletas na estação chuvosa e 10 na estação seca, todas de março a novembro, totalizando um esforço de 198 horas em campo. Entre as estações chuvosas, foram realizadas quatro saídas de campo no setor baía das Laranjeiras, três saídas no setor baía de Paranaguá, quatro saídas no setor desembocadura Norte, três saídas no setor desembocadura Sul e duas saídas no setor Superagui. Já na estação

seca, foram realizadas duas saídas em cada um dos setores, baía das Laranjeiras, baía de Paranaguá, desembocadura Norte, desembocadura Sul e Superagui, tendo um esforço em horas por setor de 26, 35, 69, 32 e 36 horas respectivamente.

Os setores foram amostrados em todas as marés, tendo em média 55.10% das coletas na maré vazante e 44.89% na maré enchente. Quanto às categorias de *Beaufort*, 29.46% foram realizadas em *Beaufort* 0; 44.94% com *Beaufort* 1; 19.64% com *Beaufort* 2; 5.05% com *Beaufort* 3; e 0.89% com *Beaufort* 4.

2.1. Distribuição de esforço e resultados entre setores

Todos os transectos de um setor foram percorridos no mesmo dia. Entretanto, entre setores, os transectos foram percorridos em dias sequenciais devido ao tamanho da área amostrada e impossibilidade logística de cobertura simultânea. Ainda, devido à configuração física da região e às variações climáticas e oceanográficas, o esforço entre os setores não foi homogêneo em número de dias, horas e área amostrada (Tabelas 1).

Devido às diferenças no tamanho das áreas amostradas por setor (km²), as taxas médias de encontro “T.E” ponderada (número de animais avistados por km²) no CEP foi de 1.22 indivíduos/km² (\pm SD) e variou entre os setores (0.35 a 3.07 indivíduos/km²), sendo maior na área da desembocadura Norte e menor na área da baía das Laranjeiras (Tabela 1). O tamanho médio dos grupos para o CEP foi de $2,25 \pm$ SD 1.52 indivíduos (mínimo = 1, máximo = 9), sendo as maiores médias registradas para a baía de Paranaguá com $2.63 \pm$ SD 1.33 indivíduos/grupo (Tabelas 1 e 2). Todavia, destaca-se a observação de muitos grupos em uma mesma área amostrada e altas taxas de encontro de grupos (Tabela 1).

1 **Tabela 1.** Esforço e taxa de encontro de grupos e indivíduos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por setor amostrado na região do Complexo
2 Estuarino de Paranaguá, Paraná, onde “A.C.” é a área coberta para cada setor (km²), “N” é o número de grupos avistados em cada setor, “k” é o
3 número de linhas, “ER” é a taxa de encontro de grupos de botos-cinza, “se.ER” é o erro padrão da taxa de encontro de botos-cinza, “CV.ER” é o
4 coeficiente de variação da taxa de encontro de botos-cinza e “T.E” é a taxa de esforço. “Ni” é o número de indivíduos avistados em cada setor,
5 “ER” é a taxa de encontro de indivíduos de botos-cinza, “se.ERi” é o erro padrão da taxa de encontro de botos-cinza, “CV.ERi” é o coeficiente
6 de variação da taxa de encontro de botos-cinza, “TM” é o tamanho médio dos grupos e “se.TM” é o erro padrão do tamanho médio dos grupos.

Área (km ²)	A.C. (km)	Esforço	N	K	ER	se.ER	CV.ER	Ni	Eri	se.Eri	CV.Eri	TM	se.TM
108.47	67.67	135.33	38	40	0.28	0.07	0.23	86	0.64	0.17	0.26	2.26	0.21
85.35	75.91	151.81	98	51	0.65	0.18	0.28	258	1.70	0.55	0.32	2.63	0.15
59.97	80.94	161.87	184	39	1.14	0.16	0.14	356	2.20	0.32	0.14	1.94	0.08
65.03	90.34	180.68	44	52	0.24	0.04	0.17	103	0.57	0.11	0.19	2.34	0.22
35.78	67.17	134.33	67	48	0.50	0.10	0.20	166	1.24	0.28	0.23	2.48	0.16
354.58	382.01	764.02	431	230	0.56	0.06	0.10	969	1.27	0.14	0.11	2.25	0.06

7

Houve pouca variação entre as máximas de tamanho de grupo, sendo o maior valor registrado para a desembocadura Norte (nove indivíduos). O tamanho médio de grupo entre os setores foi diferente ($p < 0.05$), variando de 2.63 a 1.94 indivíduos/grupo. Grupos formados por dois indivíduos foram os mais frequentes (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização de grupo de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por setor amostrado no Complexo Estuarino de Paranaguá, sul do Brasil, onde “AV” é o número de avistagens para cada setor; “mín.” é o mínimo; “máx.” é o máximo; e “SD” é o desvio).

Setor	AV	mín.	máx.	média	SD	moda
Baía das Laranjeiras	38	1	5	2.26	1.25	2
Baía de Paranaguá	98	1	8	2.63	1.52	2
Desembocadura Norte	184	1	9	1.94	1.12	2
Desembocadura Sul	44	1	8	2.34	1.43	2
Superagui	67	1	8	2.48	1.40	2
Total	431	1	9	2.25	1.33	2

2.2. Distribuição espacial dos botos-cinza

Os animais foram observados em toda área do CEP ao longo de todo ano, porém há um maior número de registros nos setores baía de Paranaguá e desembocadura Norte. No setor da baía de Paranaguá, os botos-cinza se concentraram na região polihalina (entre as Ilhas do Gererês e do Teixeira), localizada na zona de máxima turbidez (Cattani & Lamour 2015). Na desembocadura Norte, os animais utilizaram tanto as áreas de margem quanto as de desembocadura, os quais estavam em pequenos grupos concentrados em locais específicos.

Para representar a distribuição dos animais e áreas amostradas, as coordenadas corrigidas das avistagens de grupos de botos foram espacializadas com o auxílio do *software* ArcGIS 10 (®ESRI) e são apresentadas na Figura 2.

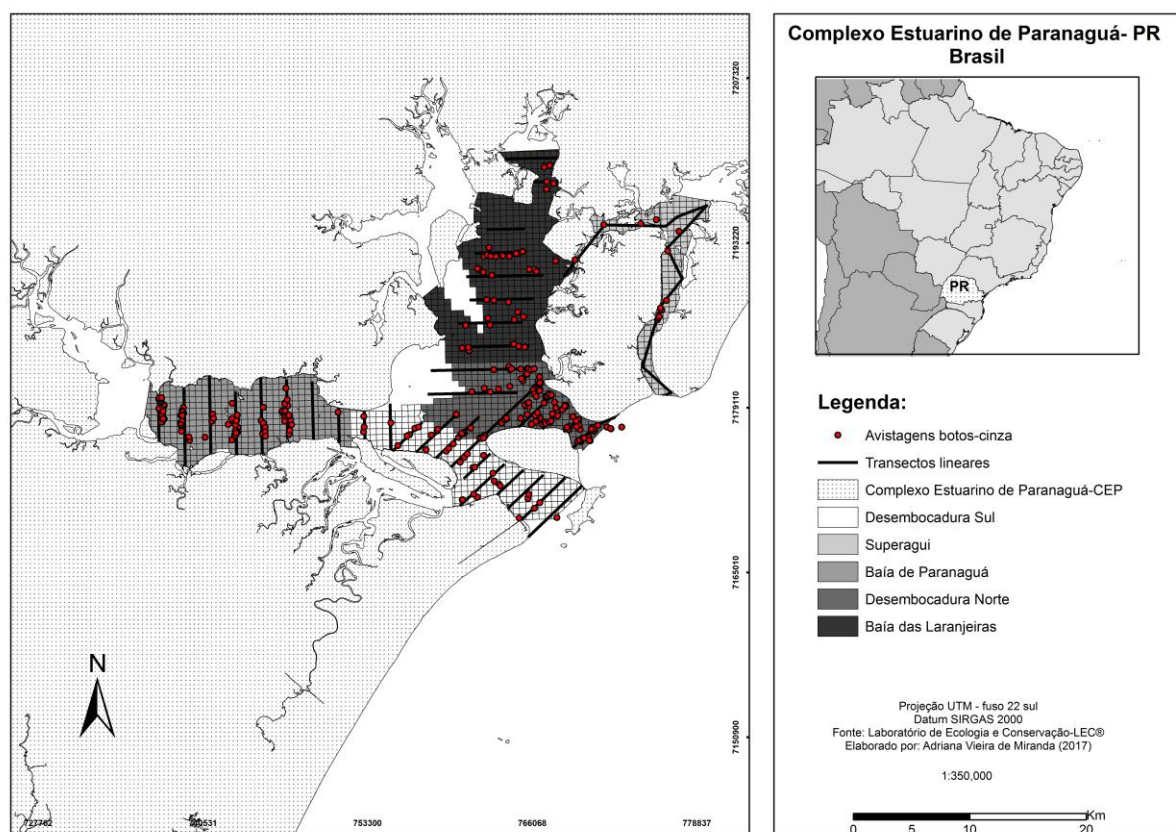


Figura 2. Avistagens de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) nos setores amostrados no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, enfatizando suas respectivas, os cinco setores delimitados e disposição dos transectos lineares percorridos para estimativa de densidade e tamanho populacional de *S. guianensis* entre 2012 e 2013. Os pontos vermelhos representam avistagens de *S. guianensis* realizadas durante todo o período de estudo. Fonte: Laboratório de Ecologia e Conservação, UFPR.

2.3. Modelos e fatores de influência nas estimativas

A coleta de dados foi realizada por diferentes observadores, os quais têm capacidade distinta de detecção dos animais em relação ao ângulo e à distância. Logo, considerando a distribuição dos dados e a grande concentração de grupos registrados, as avistagens foram truncadas à direita (do histograma) em 400m para o ajuste da função de detecção, reduzindo o conjunto de dados usados (Miller et al. 2016).

O “observador” foi um dos fatores incorporados na análise como um fator aleatório e de influência na estimativa populacional. Também foi considerada a condição do mar em relação ao vento (mensurada pela escala *Beaufort*), a qual pode afetar a capacidade de detecção dos grupos pelos observadores. Ambos os fatores influenciaram as estimativas e, portanto, foram

incorporados na correção delas. Dessa forma, a função (ou curva) de detecção (modelo do processo de observação) foi ajustada para botos-cinza, testando-se a hipótese de que as funções diferem por variável.

Oito modelos foram considerados, cujos parâmetros estimados encontram-se na Tabela 3. O modelo mais parcimonioso indicou função de detecção “hazard-rate” e incorporou escala *Beaufort* e observador como fatores de influência na amostragem. Embora este modelo tenha melhor se ajustado aos dados, a variação entre os valores de AIC não é significativa e o modelo detectado pode controlar a detecção do observador, podendo gerar uma estimativa mais acurada (Figura 3).

Tabela 3. Modelos de detecção para estimar abundância e densidade populacional de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, ordenados por melhor ajuste aos dados. “AIC” (Critério de Informação de Akaike), “ Δ AIC” delta AIC, e “ ω AIC” peso do AIC dos modelos com as funções de detecção “hazard-rate” (hr) e “half-normal” (hn) e os fatores *Beaufort* (B) e observador (O), testados.

Modelos	AIC	Δ AIC	ω AIC
hr	-1291.34	27.91	645.67
hn	-1247.93	71.32	623.97
hr.B	-1295.05	24.20	647.53
hn.B	-1254.05	65.21	627.02
hr.O	-1315.53	3.73	657.76
hn.O	-1279.67	39.58	639.84
hr.B.O	-1319.26	0.00	659.63
hn.B.O	-1288.27	30.99	644.13

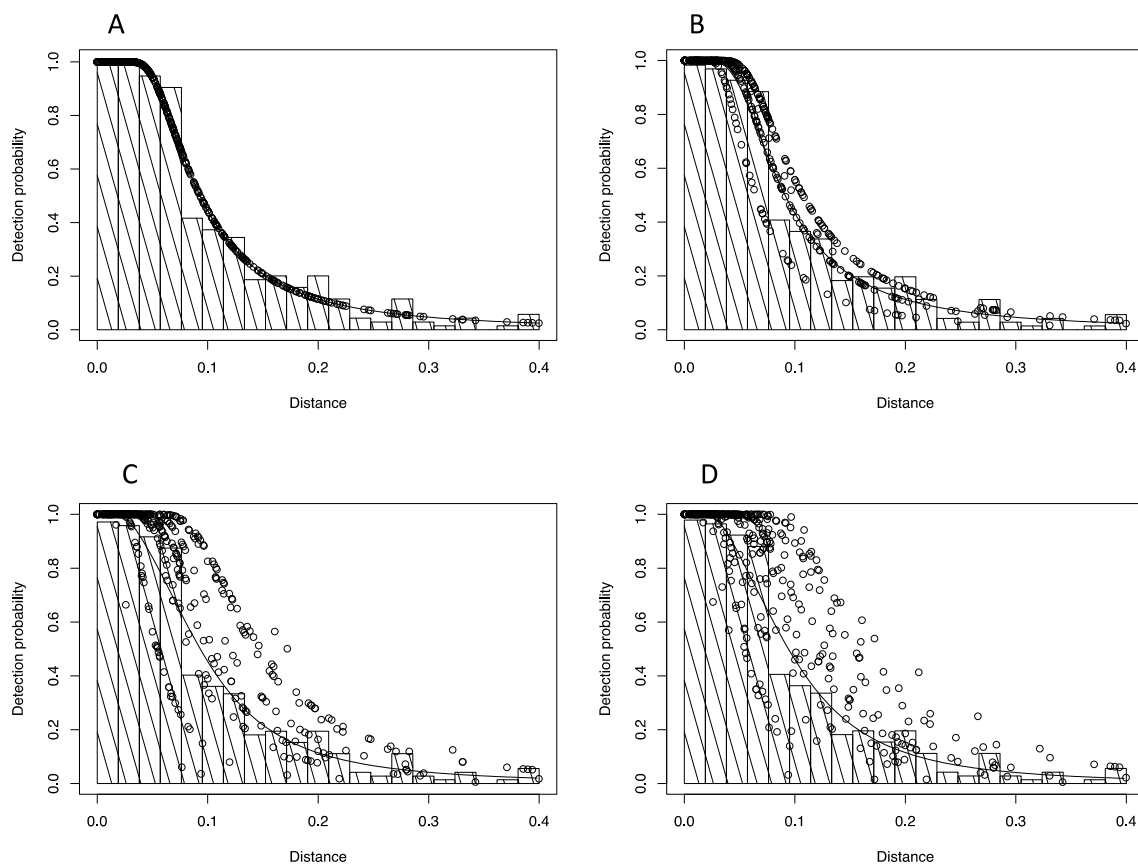


Figura 3. Histogramas das distâncias perpendiculares (m) registradas para avistagens de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná (2012-2013). Curvas de detecção utilizando (A) o modelo selecionado “hazard-rate” sem os fatores contribuintes; (B) o modelo “hazard-rate” junto ao fator *Beaufort*; (C) o modelo “hazard-rate” junto ao fator observador; e (D) o modelo “hazard-rate” com os dois fatores, *Beaufort* e observador. Pontos representam probabilidade de detecção para cada avistagem de indivíduos de botos-cinza.

2.4. Estimativa de densidade e abundância – variações espaço e tempo

Com o modelo de melhor ajuste, estimou-se para cada setor a abundância, a densidade e o tamanho de grupos esperado. A abundância total foi estimada em 794 (CV=0.12) grupos e os setores com maiores densidades foram desembocadura Norte e baía de Paranaguá. Os maiores tamanhos de grupos esperados foram encontrados na baía de Paranaguá e Superagui (Tabela 4).

A abundância da população foi estimada em 1811 (95% IC = 1371-2393) indivíduos para todo o CEP, e as estimativas de densidades por setor variaram de 2.42 a 9.33 indivíduos/km² (Tabela 5). Houve variação de densidade e abundância, tanto de grupos quanto de indivíduos entre os setores, sendo o com menor valor a desembocadura Sul e o com maior valor a desembocadura Norte (Tabela 4 e 5). Estes resultados demonstraram a dispersão dos animais por toda a área do CEP, ou seja, eles utilizaram a área de uma forma heterogênea e com diferentes densidades entre os setores amostrados (Figura 2).

Ao considerar sazonalidade como fator de variação, as estimativas de densidade e de tamanho de grupo esperado variaram entre estação chuvosa e seca (Tabela 6). Os setores com maiores valores de densidade foram a desembocadura Norte e Superagui na estação chuvosa, e desembocadura Norte e a baía de Paranaguá na estação seca. Ademais, as maiores estimativas de grupos na estação chuvosa foram encontradas na baía de Paranaguá e Superagui; já para a seca, na baía de Paranaguá desembocadura Sul (Tabela 6). As estimativas sazonais de abundância para todo CEP foram de aproximadamente 1473 indivíduos (95% IC = 1096-1979) na estação chuvosa e 2288 indivíduos (95% IC = 1413-3704) na seca. As maiores densidades para as estações chuvoso e seca para cada setor estão na Tabela 7.

95 **Tabela 4.** Densidade, abundância e tamanho de grupos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por setor amostrado no Complexo Estuarino de
 96 Paranaguá, Paraná, sendo “DS” a densidade de grupos/km², “N” a abundância de grupos, “se” o erro padrão, “CV” o coeficiente de variação,
 97 “95% CI” os intervalos de confiança; “df” o grau de liberdade, “E.S” tamanho de grupos esperado, “se.E.S” erro padrão.

Área	DS(grupo/km2)	seDS	95% CI (DS)	N	seN	95% CI (N)	cv	df	E.S	se.E.S
Baía das Laranjeiras	1.19	0.28	0.74-1.91	129.19	30.79	80.44-207.46	0.24	43.93	2.26	0.23
Baía de Paranaguá	2.74	0.79	1.55-4.84	233.69	67.67	132.30-412.75	0.29	54.16	2.63	0.21
Desembocadura Norte	4.82	0.75	3.53-6.57	289.12	44.85	212.14-394.03	0.16	50.87	1.94	0.10
Desembocadura Sul	1.03	0.19	0.71-1.48	67.17	12.28	46.74-96.51	0.18	62.65	2.34	0.23
Superagui	2.12	0.44	1.40-3.18	75.69	15.55	50.36-113.76	0.21	55.24	2.48	0.14
Total	2.24	0.27	1.76-2.85	794.85	97.29	624.86-1011.09	0.12	179.78	2.28	0.10

98

99 **Tabela 5.** Densidade e abundância de indivíduos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por setor amostrado no Complexo Estuarino de Paranaguá,
 100 Paraná, sendo “D” a densidade de indivíduos/km², “Ni” a abundância de indivíduos, “se” o erro padrão, “CV” o coeficiente de variação, “95%
 101 CI” os intervalos de confiança “df” o grau de liberdade.

Setor	D(ind/km ²)	seD	95% CI (D)	Ni	seNi	95% CI (Ni)	CV	Df
Baía das Laranjeiras	2.70	0.73	1.58-4.60	292.37	78.99	171.16-499.40	0.27	42.76
Baía de Paranaguá	7.21	2.37	3.79-13.72	615.22	202.53	323.32-1170.64	0.33	53.17
Desembocadura Norte	9.33	1.45	6.84-12.72	559.39	86.94	410.21-762.82	0.16	50.81
Desembocadura Sul	2.42	0.47	1.64-3.57	157.24	30.85	106.60-231.92	0.20	60.91
Superagui	5.24	1.22	3.31-8.31	187.54	43.71	118.24-297.45	0.23	53.23
Total	5.11	0.72	3.87-6.75	1811.74	256.36	1371.18-2393.86	0.14	126.95

102

103 **Tabela 6.** Densidade, abundância e tamanho de grupos sazonal de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por setor amostrado no Complexo Estuarino
104 de Paranaguá, Paraná, sendo “DS” a densidade de grupos/km², “N” a abundância de grupos, “se” o erro padrão, “CV” o coeficiente de variação,
105 “95% CI” os intervalos de confiança, “df” o grau de liberdade, “E.S” tamanho de grupos esperado, “se.E.S” erro padrão.

Setor	Estação	DS(grupos/km ²)	seDS	95% CI (DS)	N	seN	95% CI (N)	CV	df	E.S	se.E.S
Baia das Laranjeiras	chuvoso	1.22	0.45	0.58-2.55	131.88	48.97	62.89-276.54	0.37	24.79	2.10	0.34
Baia das Laranjeiras	seco	1.16	0.32	0.65-2.06	125.81	35.11	70.88-223.30	0.28	18.76	2.47	0.36
Baia de Paranaguá	chuvoso	1.83	0.51	1.05-3.19	155.99	43.59	89.48-271.94	0.28	36.57	2.26	0.26
Baia de Paranaguá	seco	4.14	1.82	1.71-10.00	352.94	155.43	146.00-853.17	0.44	18.55	2.88	0.21
Desembocadura Norte	chuvoso	4.59	0.97	2.98-7.06	274.95	58.38	178.47-423.60	0.21	25.35	1.88	0.16
Desembocadura Norte	seco	5.12	1.17	3.22-8.16	307.22	70.24	192.80-489.55	0.23	23.92	2.00	0.10
Desembocadura Sul	chuvoso	1.29	0.23	0.90-1.84	83.56	14.95	58.43-119.50	0.18	43.55	2.06	0.20
Desembocadura Sul	seco	0.69	0.32	0.28-1.71	44.53	20.49	17.88-110.91	0.46	20.57	3.08	0.56
Superagui	chuvoso	2.02	0.47	1.26-3.23	72.29	16.88	45.17-115.70	0.23	30.35	2.17	0.14
Superagui	seco	2.15	0.71	1.12-4.16	77.07	25.21	39.95-148.68	0.33	24.65	2.71	0.18
Total	chuvoso	1.01	0.14	0.77-1.34	718.66	100.88	545.10-947.50	0.14	125.72	2.05	0.11
Total	seco	1.28	0.27	0.84-1.95	907.56	190.22	596.86-1380.02	0.21	39.91	2.52	0.15

106
107
108
109
110
111
112

113 **Tabela 7.** Densidade e abundância sazonal de indivíduos de *Sotalia guianensis* (boto-cinza) por setor amostrado no Complexo Estuarino de
 114 Paranaguá, Paraná, sendo “D” a densidade de indivíduos/km², “Ni” a abundância de indivíduos, se o erro padrão, “CV” o coeficiente de variação,
 115 “95% CI” o intervalo de confiança, “df” o grau de liberdade.

Setor	Estação	D(ind/km ²)	seD	95% CI (D)	Ni	seNi	95% CI (Ni)	CV	Df
Baía das Laranjeiras	chuvoso	2.55	1.20	1.01-6.43	276.32	130.57	109.41-697.83	0.47	24.08
Baía das Laranjeiras	seco	2.87	0.71	1.72-4.77	310.82	77.09	186.70-517.46	0.25	19.99
Baía de Paranaguá	chuvoso	4.12	1.02	2.53-6.74	351.98	86.60	215.47-574.96	0.25	38.07
Baía de Paranaguá	seco	11.92	5.69	4.60-30.85	1016.94	485.67	392.83-2632.58	0.48	18.30
Desembocadura Norte	chuvoso	8.60	1.93	5.45-13.59	515.88	115.93	326.51-815.08	0.23	24.69
Desembocadura Norte	seco	10.25	2.18	6.65-15.78	614.44	130.41	398.92-946.40	0.21	25.40
Desembocadura Sul	chuvoso	2.65	0.47	1.86-3.78	172.34	30.67	120.72-246.02	0.18	43.71
Desembocadura Sul	seco	2.11	0.95	0.86-5.16	137.29	61.73	56.19-335.41	0.45	20.65
Superagui	chuvoso	4.39	1.05	2.71-7.11	157.04	37.59	96.99-254.29	0.24	30.06
Superagui	seco	5.84	2.11	2.83-12.04	208.91	75.53	101.33-430.68	0.36	23.92
Total	chuvoso	2.08	0.31	1.55-2.79	1473.56	220.70	1096.93-1979.50	0.15	110.34
Total	seco	3.23	0.77	1.99-5.22	2288.39	546.49	1413.78-3704.08	0.24	29.11

3. DISCUSSÃO

A população de botos-cinza estimada para o Complexo Estuarino de Paraguá (CEP) é uma das maiores já registradas para a espécie ao longo de sua distribuição. Outras regiões com populações abundantes são registradas na baía de Sepetiba-RJ e em Cananéia-SP (Santos & Zerbini 2006, Flach et al. 2008b, Havukainen et al. 2011). Essas áreas compartilham características semelhantes à área estudada como: áreas de manguesais e canais de drenagem, sistema estuarino, áreas de proteção em seu entorno, áreas rasas e canais mais profundos, compostas por áreas com fundo rochoso e composição do sedimento semelhantes. Populações de topo de cadeia alimentar, para serem sustentadas em grande número, precisam que o ecossistema seja equilibrado e adequado a fim de manter uma alta biodiversidade, ou seja, são áreas de maior disponibilidade de recursos alimentares e que conferem proteção para os infantes (Shane et al. 1986, Acevedo 1991, Jutapruet et al. 2015), características estas que são observadas no CEP.

O CEP é um dos maiores estuários da América do Sul e suporta ampla biodiversidade marinha (Lana et al. 2001, Passos et al. 2012). Nesta região, a drenagem continental enriquece a região de plataforma continental rasa, a qual, além de diversa, apresenta ampla riqueza da fauna. Assim como os estuários, a plataforma interna do litoral do Paraná funciona como *habitat* para reprodução e formas iniciais de juvenis de inúmeras espécies de peixes e, portanto, desempenha papel vital em seus ciclos de vida (Passos et al 2012, Possatto et al. 2016). Grande população de botos-cinza são registradas em regiões estuarinas compostas por baías extensas e com alta diversidade de micros e macros *habitat* como no Rio de Janeiro (Flach et al. 2008), características que suportam a abundante população de botos-cinza registrada no litoral centro-norte do Paraná, a qual se estima que entre 2012-2013 continha, aproximadamente, 1811 indivíduos.

As características oceanográficas e geográficas registradas no CEP são: área qualificada pela grande extensão de plataforma continental, com um fundo rochoso composto basicamente por areia, silte e argila, na qual há intensa e complexa dinâmica oceanográfica (Campos et al. 2000). Características essas que configuram alta disponibilidade de alimentos para os botos-cinza e uma dinâmica no uso do espaço que pode ser o catalizador

dessa grande população. Essa configuração contribui para a distribuição dos botos-cinza por toda a área ao longo do ano, com variações espaciais e sazonais, e há registros de indivíduos na zona costeira não amostrados pelo presente estudo (Domit, 2010). Isso sugere que a região pode manter uma grande população destes predadores de topo de cadeia trófica, possivelmente devido à alta disponibilidade de recursos e baixa pressão de predação (Possatto et al. 2016). A distribuição de recurso é heterogênea, concentrando-se mais em alguns setores e em diferentes épocas do ano, o que pode explicar as diferentes densidades entre os setores.

As maiores densidades de botos-cinza foram registradas nos setores desembocadura Norte e na baía de Paranaguá (9.33 e 7.21 indivíduos/km², respectivamente), e estão possivelmente associadas à abundância e à diversidade descrita para a ictiofauna na região, assim como às características físicas (fundo rochoso e zona máxima de turbidez) que facilitam a estratégia de captura das presas. Populações com alta densidade são registrados para *Sousa chinensis* (golfinho-corcunda-indopacífico) na costa de Taiwan, na costa do Brasil *Inea geoffrensis* (boto-cor-de-rosa) e *Sotalia fluviatilis* (tucuxi) na Amazônia, boto-cinza em Cananéia-SP (Marques et al. 2002, Martin et al. 2004, Wang et al. 2007, Havukainen et al. 2011). Altas densidades podem significar em termos ecológicos, o quanto a área é importante para a conservação da espécie e consequentemente do *habitat*, mantendo o equilíbrio das comunidades que vivem ali. Significa que um desequilíbrio ou uma grande variação dessa densidade pode ser a resposta temporária ou permanente a eventos ambientais ou a distúrbios antrópicos.

a. Variações espaciais e sazonais

Uma população abundante de animais topo de cadeia trófica pode ter pontos positivos, como proporcionar uma cadeia estável, rica, abundante e, possivelmente, diversa; em contrapartida, pode significar um estresse maior de competição e um potencial para a transmissão de doenças entre estes animais (Ricklefs 2010). A população de botos-cinza encontrada no CEP tem baixa variabilidade genética, o que aumenta a vulnerabilidade desses animais e pode influenciar sua capacidade de resiliência a alterações ambientais (Savada 2016). Estas características são preocupantes em termos de conservação, principalmente devido à sobreposição de áreas de uso com as atividades antrópicas e aos

potenciais impactos à saúde e à manutenção da dinâmica da população, fatores que ameaçam os botos-cinza no CEP. Esta sobreposição, em diferentes escalas, foi a principal causa da extinção regional do baiji *Lipotes vexillifer*, na China, da vaquita *Phocoena sinus*, na Califórnia, e do golfinho de Hector *Cephalorhynchus hectori*, na Nova Zelândia (Rajos-bracho et al. 2006, Turvey et al. 2007, Slooten e Dawson 2010). Estudos estes com problemas semelhantes vistos no CEP, o que ressalta a importância de monitoramento e conservação da área, que tem papel fundamental para a saúde e sobrevivência dos botos-cinza.

Como já mencionado acima, essas espécies concentram-se nas zonas estuarinas por causa do acesso mais fácil a alimentos. Esta disponibilidade de presas está ligada diretamente com as variações bióticas e abióticas do ambiente, que, por sua vez, variam ao longo do ano com as diferentes estações (Possatto et al. 2016), o que pode explicar a variação na densidade e abundâncias dos botos-cinza no CEP ao longo do espaço e do tempo. As variações podem ser uma resposta adaptativa para as variações do ambiente, para a disponibilidade de recurso e para a redução de potenciais competições (e.g. Daura-Jorge 2004, Santos & Rosso 2007, Azevedo et al. 2017). O adensamento de grupos e indivíduos observado na baía de Paranaguá e na desembocadura Norte do CEP pode também ser uma resposta às condições geomorfológicas, físico-químicas e biológicas. Apesar das diferenças ambientais entre estes setores, ambos apresentam alta concentração de ictiofauna, com fundo heterogêneo e intrusão contínua de águas salinas costeiras (Cattani & Lamour 2015, Possatto et al. 2016). Isso tudo contribui para o aumento da disponibilidade e da abundância de potenciais presas do boto-cinza, além de possivelmente facilitar sua captura (Monteiro-Filho 2008, Domit 2010, Cremer et al. 2012).

Considerando as variações sazonais na densidade e abundância entre áreas, os botos-cinza parecem se movimentar internamente entre áreas estuarinas e a plataforma costeira rasa. Dessa forma, ampliam áreas potenciais de alimentação, reduzindo efeitos de competição por alimento (Ricklefs 2010). A distribuição dos animais por todo o CEP também foi influenciada pelas estações seca e chuvosa: abundância e densidade foram maiores no período seco, quando os animais estavam distribuídos por todo o CEP. Na estação seca, muitos animais estavam concentrados na zona do canal de navegação da baía

de Paranaguá, onde existe forte influência da cunha salina e aumento da abundância da ictiofauna (Possatto et al. 2016). Entretanto, os dados foram coletados em ano de La niña, o que caracteriza um ano mais seco, tendo, assim, uma contribuição menor da plataforma, justificável pela alta agregação no estuário e pela alta produtividade que o local possui (Gama et al. 2016).

b. Implicações dos resultados com ações de manejo e conservação

Diferentes concentrações de botos-cinza na região do CEP entre períodos do ano possibilitam orientar medidas de manejo de atividades antrópicas na área, em detrimento da conservação dos botos-cinza. Considerando que alguns intervalos de confiança das estimativas são amplos (e.g. baía de Paranaguá), os valores apresentados devem ser tratados com cautela para tomada de decisões referentes à gestão da região, ao manejo de atividades impactantes e às ações de conservação da espécie. É válido destacar a possível fragilidade dos dados apresentados, uma vez que o tamanho da amostra e a influência do número alto de observadores na precisão e de observações em campo interferem no coeficiente de variação. Ademais, outro fator que também pode ter influenciado os resultados obtidos foi a alta agregação de grupos e as proximidades destes à embarcação, que influencia na detecção pelos observadores e nas estimativas geradas (Glennie et al. 2015). Na prática, animais próximos ao observador são mais visíveis e o ponto central do grupo não é facilmente identificável, particularmente para as espécies que vivem em grupos grandes, como observados no CEP (Peres & Cunha 2011).

As estimativas de densidade e abundância de botos-cinza no CEP têm utilidade prática, como para monitoramentos contínuos de avaliação da variação espaço-temporal da abundância e da densidade, ressaltando a importância desse estudo, no qual os animais estão concentrados em áreas com grandes pressões antrópicas e alta potencialidade de novos empreendimentos. Mesmo com as fragilidades da amostra, estes resultados respondem à demanda de ações prioritárias para a conservação da espécie, estabelecidas pelo governo brasileiro (PAN, ICMBio 2011). Eles servem, ainda, de base tanto para ações de monitoramento quanto para a avaliação de efeito de incremento de atividades de impacto e de alterações no ambiente local.

Apesar das fragilidades analíticas encontradas, a população de botos-cinza no CEP é abundante, formam grandes agregações e fazem uso contínuo dessa região, destacando a região como um dos ambientes de estuários brasileiros de mais alta produtividade e com dinâmica ecológica conservada (Sá et al. 2006). Contudo, essa condição está ameaçada e, atualmente, são registradas, nesta área, intensas e crescentes atividades antrópicas as quais vêm causando alterações drásticas das condições do *habitat*, incluindo declínio da ictiofauna, soterramento de manguezais e alterações hidrodinâmicas (Lana et al 2001, Possatto et al 2015). Consequentemente, incrementa ameaças às populações de botos-cinza, semelhante ao histórico registrado para a ameaçada população de botos-cinza do Rio de Janeiro (Lailson-Brito et al. 2010 Azevedo et al. 2017).

A alta estimativa de botos-cinza no CEP evidencia ser uma área prioritária para acompanhamento e monitoramento, para a melhor compreensão dos efeitos desses eventos antrópicos que ocorrem na região e um incremento para entender melhor essa dinâmica populacional, associando a estes outros métodos, como marcação e recaptura, avaliação por métodos moleculares e marcadores ecológicos. Utilizar outros métodos, a fim de entender com que frequência essa população usa essa zona estuarina e zonas mais costeiras de plataforma, é importante também para compreender a dinâmica trófica estruturada na região, para manejo e ordenamento de atividades antrópicas que ocorrem na mesma.

Ponrtanto, o presente estudo mostra uma grande população de botos-cinza, que ocorre em uma área que, além de ser considerada prioritária para conservação da biodiversidade, existe uma sobreposição de atividades antrópicas e locais de maior adensamento da espécie. Resultado este que possibilita a identificação de zonas prioritárias para conservação, para ações de manejo e para ordenamento de atuais e futuras atividades antrópicas. A abundância registrada destaca a importância ecológica global da região para a conservação do boto-cinza e da dinâmica trófica estruturada na região, a qual suporta espécies ameaçadas e importantes recursos pesqueiros e abre possibilidades para avaliar e entender melhor a dinâmica comportamental e ecológica da espécie a agregação observada nesta região.

4. AGRADECIMENTOS:

Aos membros do Projeto “Biomar”, que forneceram os dados para as análises da estimativa populacional de botos-cinza no CEP. À Mieke Weyn, pela ajuda na organização dos dados de avistagens dos botos-cinza. À UFPR e ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos (PGSISCO- UFPR), pela estrutura fornecida para realização do trabalho. À CAPES, pela bolsa de mestrado concedida.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- Acevedo A (1991). Behaviour and movements of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the entrance to Ensenada De La Paz, Mexico. *Aquatic Mammals* 17:137–147.
- Angulo RJ, Lessa GC, Souza MC (2006). A critical review of mid-to late-Holocene sea-level fluctuations on the eastern Brazilian coast line. *Quaternary Science Reviews* 25: 486-506.
- Azevedo AF, Viana SC, Oliveira AM, Van Sluys M (2005) Group characteristics of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara bay, south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association, U. K. (London)* 85: 209-212.
- Azevedo AF, Oliveira A, Viana SC, Van Sluys M (2007). Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. *J. Mar. Biol. Ass. U.K* 87: 201–205.
- Azevedo AF, Carvalho RR, Kajin M, Van Sluys M, Bisi TL, Cunha HA, Lailson-Brito J (2017). The first confirmed decline of a delphinid population from Brazilian waters: 2000–2015 abundance of *Sotalia guianensis* in Guanabara Bay, South-eastern Brazil. *Ecological Indicators* 79: 1-10.
- Barletta M, Amaral CS, Corrêa MFM, Guebert F, Dantas DV, Lorenzi L, Saint-Paul U (2008). *Journal of Fish Biology* 73:1314-1336.
- Bejder L, Dawson S (2001). Abundance, residency, and habitat utilization of Hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) in Porpoise Bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35: 277-287.
- Blaber SJM (2000). *Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation*. Fish and Aquatic Resources Series 7. Blackwell Science. CSIRO Marine Research. Cleveland, Queensland, Australia. 372pp.
- Bonin CA (2001). Utilização de habitat pelo Boto-cinza, *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae), na porção norte do Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá, PR. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Borobia M, Siciliano S, Lodi L, Hoek W (1991). Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. *Canadian Journal of zoology* 69(4): 1025-1039.
- Bossart GD (2011). Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Vet Pathol.* 48:676–690. doi: 10.1177/0300985810388525 PMID: 21160025.
- Boyd IL, Bowen WD, Iverson SJ (2010). *Marine Mammal Ecology and Conservation. A Handbook of techniques*. Oxford University Press, UK, p. 68-97.

- Brown AM, Bejder L, Pollock KH, Allen SJ (2016). Site-specific assessments of the abundance of three inshore dolphin species to inform conservation and management. *Frontiers in Marine Science*, 3, 4.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001). Introduction to distance sampling estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford, UK p 402.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2004). Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Oxford University Press, Oxford, UK p 416.
- Burnham KP, Anderson DR (2003). Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer Science & Business Media.
- Campos EJD, Velhote D, Silveira IC (2000). Shelf break upwelling driven by Brazil Current cyclonic meanders. *Geophysical Research Letters* 27(6): 751-754.
- Campos PC, Fernandes MF, Marques VCL, Simão SM (2004). Estimativa populacional de *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) da Baía de Sepetiba (RJ). *Rev.Univ.Rural, Sér Ci.Vida, Seropédica*, RJ 24(2): 175-180.
- Cantor M, Wedekin LL, Daura - Jorge FG, Rossi - Santos MR, Simões - Lopes PC (2012a). Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): An eight-year mark-recapture study. *Marine Mammal Science* 28(1): 63-83.
- Cantor M, Wedekin LL, Guimarães PR, Daura-Jorge FG, Rossi-Santos MR, Simões-Lopes, PC (2012b). Disentangling social networks from spatiotemporal dynamics: the temporal structure of a dolphin society. *Animal Behaviour* 84(3): 641-651.
- Cattani PE, Lamour MR (2015). Considerations Regarding the Sedimentation Rates along the EW Axis of the Paranaguá Estuarine Complex: A Bathymetric Approach. *Journal of Coastal Research*.
- Castella RMB, Castella PR, Figueiredo DCS, Queiroz SMP (2006). Subsídios ao ordenamento das áreas estuarine e costeira do Paraná. Secretaria do Estado e Meio Ambiente de Recursos Hídricos do Paraná (SEMA) 1: 70-80.
- Connor RC, Mann J, Tyack PL, Whitehead H (2000). The social lives of whales and dolphins. In: *Field Studies of Dolphins and Whales*. Ed. Mann, J. Connor, R.C.; Tyack, P.L., and Whitehead, H. Cetacean Societies. The University of Chicago. Chicago p 91-94.

- Cremer MJ, Simões-Lopes PC (2008). Distribution, abundance and density estimates of franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporidae), in Babitonga bay, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25: 397-402.
- Cremer MJ, Simões-Lopes PC, Pires JSR (2009). Occupation pattern of a harbor inlet by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (P. J. Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae). *Braz. arch. biol. technol.*, Curitiba 52(3).
- Cremer MJ, Hardt FA, Tonello-Júnior AJ, Simões-Lopes PC (2011). Distribution and status of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga bay, Southern Brazil. *Zoological Studies* 50(3): 327-337.
- Cremer MJ, Pinheiro PC, Simões-Lopes PC (2012). Prey consumed by Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) and franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine environment in southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia* 102(2): 131-137.
- Cunha HC, Da Silva VMF, Solé-Cava AM (2010). Molecular ecology and systematics of *Sotalia* dolphins. *Biology, Evolution and Conservation of River Dolphins within South America and Asia*. New York: Nova Science p 261-283.
- Currey RJ, Dawson SM, Schneider K, Lusseau D, Boisseau OJ, Haase PA, Slooten E (2011). Inferring causal factors for a declining population of bottlenose dolphins via temporal symmetry capture–recapture modeling. *Marine Mammal Science* 27(3): 554-566.
- Danielwicz D, Moreno IB, Ott PH, Tavares M, Azevedo AF, Secchi ER, Andriolo A (2010). Abundance estimate for a threatened population of franciscana dolphins in southern coastal Brazil: uncertainties and management implications. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90(08): 1649-1657.
- Daura-Jorge FG, Wedekin LL, Simões-Lopes PC (2004). Variação sazonal na intensidade dos deslocamentos do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na Baía Norte da Ilha de Santa Catarina. *Biotemas*, 17(1), 203-216.
- Daura-Jorge FG, Simões-Lopes PC (2016). Mark-recapture vs. line-transect abundance estimates of a coastal dolphin population: a case study of *Tursiops truncatus* from Laguna, southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 11(1-2): 133-143.
- Defran RH, Weller D (1999) Occurrence, distribution, site fidelity, and school size of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off San Diego, California. *Marine Mammal Science*, Lawrence 15(2): 366-380.

- Diegues AC (1995). The Mata Atlântica Biosphere Reserve: an Overview; Brazil; South-South Cooperation Programme on Environmentally Sound Socio-economic Development in the Humid Tropics: Working Papers. Available at <http://unesdoc.unesco.org/images/0010/001037/103735e.pdf> [Verified 1 May 2015].
- Di Fonzo M, Collen B, Mace GM (2013). A new method for identifying rapid decline dynamics in wild vertebrate populations. *Ecology and evolution* 3(7): 2378-2391.
- Domit C (2010). Ecologia comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), no estado do Paraná, Brasil. Tese, Universidade Federal do Paraná.
- Domiciano IG, Domit C, Broadhurst MK, Koch MS, Bracarense APF (2016). Assessing Disease and Mortality among Small Cetaceans Stranded at a World Heritage Site in Southern Brazil. *PloS one* 11(2), e0149295.
- Eguchi T, Gerrodette T (2009). A Bayesian approach to line-transect analysis for estimating abundance. *Ecological Modelling* 220:1620-1630.
- Filla GF (2004). Estimativa da densidade populacional e estrutura de agrupamento do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na Baía de Guaratuba e na porção norte do Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá, PR. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Filla GF, Monteiro-Filho ELA (2009). Monitoring tourism chooners observing estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) in the Estuarine Complex of Cananéia, south-east Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 772-778.
- Flach L, Flach P, Chiarello AG (2008a). Aspects of behavioral ecology of *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, southeast Brazil. *Marine Mammal Science* 24(3): 503-515.
- Flach L, Flach PA, Chiarello AG (2008b). Density, abundance and distribution of the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis* van Bénédén, 1864) in Sepetiba Bay, southeast Brazil. *J. Cetacean Res. Manage* 10: 31-36.
- Flores PAC (2003) Ecology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in southern Brazil. Ph.D. Thesis. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brazil p 140.
- Flores PAC, Da Silva VMF (2009). Tucuxi and guiana Dolphin – *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. In: PERRIN, W. F.; WÜRSING, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Eds). *Encyclopedia of marine mammals*. Amsterdam: Academic Press p 1188-1192.
- Fruet PF, Daura-Jorge FG, Möller LM, Genoves RC, Secchi ER (2015). Abundance and

- demography of bottlenose dolphins inhabiting a subtropical estuary in the Southwestern Atlantic Ocean. *Journal of Mammalogy* 96(2): 332-343.
- Gama LR, Domit C, Broadhurst MK, Fuentes MPB, Millar RB (2016). Green turtle *Chelonia mydas* foraging ecology at 25° S in the western Atlantic: evidence to support a feeding model driven by intrinsic and extrinsic variability. *Marine Ecology Progress Series* 542, 209–219.
- Glennie R, Buckland ST, Thomas L (2015). The effect of animal movement on line transect estimates of abundance. *PloS one* 10(3), e0121333.
- Góes CG, Lorenzo MP (2012). Estação Ecológica de Guaraqueçaba. In: Unidades de Conservação do Paraná. Disponível em: <<https://conservacaoBrasil.wordpress.com>>. Acesso em: (19/09/2016).
- Góes CG, Lorenzo MP (2012). Parque Nacional Superagui. In: Unidades de Conservação do Paraná. Disponível em: <<https://conservacaoBrasil.wordpress.com>>. Acesso em: (19/09/2016).
- Gormley AM, Dawson SM, Slooten E, Brager S (2005). Capture- recapture estimates of Hector's dolphin abundance at Banks Peninsula, New Zealand. *Mar. Mamm. Sci* 21: 201-216.
- Hammond PS (1990). Capturing whales on film—estimating cetacean population parameters from individual recognition data. *Mammal Review* 20(1): 17-22.
- Havukainen L, de Araujo Monteiro Filho EL, de Fatima Filla G (2011). Population density of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia region, southeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 59(3), 1275-1284.
- IAP. Unidades de Conservação Abertas à Visitação. 2011. Disponível em: http://www.uc.pr.gov.br/arquivos/File/...Ucs/Abertas_a_visitacao_17_02_11.pdf. Acesso em: (19/09/2016).
- IBAMA. Parque Nacional do Superagui. Disponível em: <http://www.guaraquecaba.com/superagui.asp>. Acesso em: (19/09/2016).
- ICMBio (2011). Plano de Ação Nacional para Conservação dos Mamíferos Aquáticos- Pequenos Cetáceos.
- IUCN (2015). IUCN Red List of Threatened Species Version 2015.2. Available online at: <http://www.iucnredlist.org/>.

- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA and others (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-637. PMID: 11474098.
- Japp AK (2004). Estimativa da densidade populacional do boto-cinza *Sotalia guianensis* na Baía de Antonina, Paraná. Curitiba, Pontifício Universidade Católica do Paraná. Monografia de Graduação.
- Jutapruet S, Huang SL, Li S, Lin M, Kittiwattanawong K, Pradit S (2015). Population Size and Habitat Characteristics of the Indo-Pacific Humpback Dolphin (*Sousa chinensis*) Off Donsak, Surat Thani, Thailand. *Aquatic Mammals* 41(2): 129.
- Karczmarski L, Winter PED, Cockcroft VG, McLachlan A (1999). Population analyses of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, Eastern Cape, South Africa. *Mar. Mam. Sci* 15(4): 1115-1123.
- Knoppers BA, Brandini FP, Thamn CA (1987). Ecological studies in the bay of Paranaguá. II. Some physical and chemical characteristics. *Nerítica, Curitiba* (2): 1-36.
- Lailson-Brito J, Dorneles PR, Azevedo-Silva CE, Azevedo AF, Vidal LG, Zanelatto RC, Lozinski CPC, Azeredo A, Fragoosa ABL, Cunha HA, Torres JPM, Malm O (2010). High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations. *Environmental Pollution* 158: 1800-1808.
- Lamour MR, Soares CR, Carrilho JC (2004). Mapas dos parâmetros texturais dos sedimentos de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá – Pr. Bolet. Paraná. De Geociências 55:77-82.
- Lamour MR, Soares CRA (2008). “Barra de Paranaguá” e a Evolução Batimétrica do delta de maré vazante na desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá (PR). In E. B. Boldrini, C. R. Soares, & E. V. D. Paula (Eds.), *Dragagens portuárias no Brasil: Engenharia, Tecnologia e Meio Ambiente* p 69-87. Antonina: ADEMADAN/UNIBEM/Secretaria de Ciência e tecnologia para Inclusão social.
- Lana PC, Marone E, Lopes RM, Machado EC (2001). The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. 2000. In: Seeliger, U.; Lacerda, L.D.; Kjerfve, B. (Ed.), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Basel: Springer Verlag p 131-145.
- Laake JL, Borchers DL, Thomas L, Miller DL, Bishop JRB (2015). mrds: Mark- Recapture Distance Sampling. R package version 2.1.15, URL <http://CRAN.R-project.org/package=mrds>.

- Lodi L (2000) Uso de habitat e preferências do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro. M.Sc. Thesis. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, RJ, Brazil p 167.
- Lodi LF, Monteiro-Neto C (2012). Group size and composition of *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae), in a coastal insular habitat off southeastern Brazil. *Biotemas* 25(2): 157-164.
- Lewison RL, Crowder LB, Read AJ, Freeman SA (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends Ecol Evol* 19: 598-604. doi: 10.1016/j.tree.2004.09.004.
- Mantovanelli A (1999). Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá e em sua bacia de drenagem. Curitiba, 152 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.
- Marques FCM, Trujillo F, Hedley SL, Diazgranados MC (2002). Estimativas de densidade de *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* na Amazônia Colombiana: Considerações e resultados preliminares. Page 102 in Abstracts, X Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 14 – 19 October, Valdivia, Chile.
- Marques FFC, Buckland ST (2003). “Incorporating Covariates into Standard Line Transect Analyses.” *Biometrics* 59(4): 924-935.
- Marone E, Machado EC, Lopes RM, Silva ET (2005). Land–ocean fluxes in the Paranaguá Bay estuarine system, southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 53: 169-181. doi: [10.1590/S1679-87592005000200007](https://doi.org/10.1590/S1679-87592005000200007)
- Martin AR, Da Silva VMF, Salmon DL (2004). Riverine habitat preferences of botos (*Inia geoffrensis*) and tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in the central Amazon. *Marine Mammal Science* 20(2): 189-200. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1748-7692.2004.tb01150.x>
- Martino EJ, Able KW (2003). Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 969-987. doi: [10.1016/S0272-7714\(02\)00305-0](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00305-0).
- Mikich SB, Bérnils RS (2004). Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná. CD-ROM. MOORE, S. E. 2008. Marine mammals as ecosystem sentinels. *Journal of Mammalogy* 89(3): 534-540.
- Miller DL, Rexstad E, Thomas L, Marshall L, Laake J (2016). Distance Sampling in R. bioRxiv, 063891.

- Moore SE (2008). Marine mammals as ecosystem sentinels. *Journal of Mammalogy* 89(3): 534-540.
- Moore MJ, Hoop J, Barco SG, Costidis AM, Gulland FM, Jepson PD, et al (2013). Criteria and case definitions for serious injury and death of pinnipeds and cetaceans caused by anthropogenic trauma. *Dis Aquatic Org* 103: 229-264. doi: 10.3354/dao02566.
- Nery MF, Simão SM (2012). Capture-recapture abundance estimate of Guiana dolphins in southeastern Brazil Estimación de abundancia por captura-recaptura de los delfines Guiana en el sureste de Brasil. *Ciencias marinas* 38(3): 529-541.
- Noernberg MA, Lautert LFC, Araújo AD, Marone E, Angelotti R, Neto Junior JPB, Krug LA (2006). Remote sensing and GIS integration for modelling the Paranaguá estuarine complex – Brazil. *Journal of Coastal Research* 39: 1627-1631.
- NRC (2005). *Marine Mammal Populations and Ocean Noise: Determining When Noise Causes Biologically Significant Effects*. Washington, DC: The National Academy Press; National Research Council.
- Peres CA, Cunha AA (2011). *Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais*. Wildlife Technical Series, Wildlife Conservation Society, Brasil.
- Possatto FE, Spach HL, Cattani AP, Lamour MR, Santos LO, Cordeiro NMA, Broadhurst MK (2015). Marine debris in a world heritage listed Brazilian estuary. *Marine Pollution Bulletin* 91: 548-553. doi:[10.1016/J.MARPOLBUL.2014.09.032](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.032)
- Possatto FE, Broadhurst MK, Gray CA, Spach HL, Lamour MR (2016). Spatiotemporal variation among demersal ichthyofauna in a subtropical estuary bordering World Heritage-listed and marine protected areas: implications for resource management. *Marine and Freshwater Research*.
- Passos ACD, Contente RF, Araujo CCVD, Daros FALDM, Spach HL, Abilhôa V, Fávoro L F (2012). Fishes of Paranaguá Estuarine Complex, South West Atlantic. *Biota Neotropica* 12(3): 226-238.
- Pereira JA (2001). Natureza (dos) nos fatos urbanos: produção do espaço e degradação ambiental. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, Curitiba 3: 2-19.
- Rojas-Bracho L, Reeves RR, Jaramillo-Legorreta A (2006). Conservation of the vaquita *Phocoena sinus*. *Mammal Review* 36, 179–216.

- Reeves RR, Smith BS, Crespo EA, Notarbartolo-Di-Sciara G. (compilers) (2003). Dolphins, Whales and Porpoises: 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans. IUCN/SSC Cetacean Specialist Groups. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. Ix p 139.
- Ricklefs RE (2010). A Economia da Natureza. In A Economia da Natureza. Guanabara Koogan p 175-195.
- Sá F, Machado EC, Angulo RJ, Veiga FA, Brandini N (2006). Arsenic and heavy metals in sediments near Paranaguá port, Southern Brazil. *Journal of Coastal Research* 39: 1066-1068.
- Santos MDO, Zerbini AN (2006). Abundance estimates of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) in the Cananéia Estuary, southeastern Brazil. In Workshop on Research and Conservation of the Genus *Sotalia*, Armação de Búzios, Rio de Janeiro, Brazil. Edil Artes Gráficas, Rio de Janeiro (p. 51).
- Santos MCO, Oshima JEF, Pacífico ES, Silva E (2010a). Group size and composition of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) (van Bénèden, 1864) in the Paranaguá Estuarine Complex, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 70(1): 111-120.
- Santos MDO, Rosso S (2007). Ecological aspects of marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) based on group size and composition in the Cananéia estuary, southeastern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 6(1), 71-82.
- Santos MCO, Marta JC, Eduardo RS, Flach L and others (2010b). Report of the working group on population abundance and density estimation.
- Savada, CS (2016). Analysis of genetic structure in *Sotalia guianensis* (Van Bénèden, 1864) (Cetartiodactyla: Delphinidae) from the coast of Paraná, Brazil from the use of the mtDNA p 36. Work Completion of course (Graduation in Biological Sciences) - State University of Londrina, Londrina.
- Secchi E (2012). *Sotalia guianensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012:e.T181359A17583662.<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T181359A17583662.en>. Downloaded on 27 April 2017.
- Shane SH, Wells RS, Würsig B (1986). Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: a review. *Marine Mammal Science* 2(1): 34-63.
- Simmonds M. Elliot WJ (2009). Climate change and cetaceans: concerns and recent developments. *J Mar Biol Ass U.K* 89: 203-210. doi: 10.1017/S0025315408003196.

- Simões-Lopes PCS (1988). Ocorrência de uma população de sotalia fluviatilis Gervais, 1853, (cetácea, delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. Biotemas 1(1): 57-62.
- Slooten E, Dawson SM (2010). Assessing the effectiveness of conservation management decisions: likely effects of new protection measures for Hector's dolphin (*Cephalorhynchus hectori*). Aquat. Conserv. 20: 334–347.
- Taylor BL, Gerrodette T (1993). The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. Conserv. Biol 7: 489-500. doi: 10.1046/j.1523-1739.1993.07030489.
- Turvey ST, Pitman RL, Taylor BL, Barlow J, Akamatsu T, Barrett LA, Zhao X, Reeves R R, Stewart BS, Wang K, and others (2007). First human-caused extinction of a cetacean species? Biology Letters, 3: 537-540.
- Thomas L, Buckland ST, Burnham KP, David RA, Laake JL, David LB, Strindberg S (2002) Distance sampling. Encyclopedia of Environmetrics 1: 544–552.
- Van Bressemer MF, De Oliveira Santos MC, De Faria Oshima JE (2009). Skin diseases in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Paranaguá estuary, Brazil: a possible indicator of a compromised marine environment. Marine environmental research 67(2): 63-68.
- Wade PR (1998). Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Mar. Mamm. Sci 14: 1-37. doi: 10.1111/j.1748- 7692.1998.tb00688.x.
- Wang JY, Chu Yang S, Hung SK, Jefferson TA (2007). Distribution, abundance and conservation status of the eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis*. Mammalia, 71(4), 157-165. ISO 690.
- Wells RS, Scott MD (1990). Estimation bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. Rep. Int. Whal. Commn. (Special Issue 12) p 407-415.
- Williams R. Thomas L (2009). Cost-effective abundance estimation of rare animals: Testing performance of small-boat surveys for killer whales in British Columbia. Biological Conservation 142(7): 1542-1547.
- Wilson B, Hammond PS, Thompson PM (1999). Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. Ecol. Appl 9: 288–300. doi: 10.1890/1051-0761(1999)009[0288:ESAATI]2.0.CO;2

- Wright AJ, Soto NA, Baldwin AL, Bateson M and others (2013). Do marine mammal experience stress related to anthropogenic noise? Parsons ECM, Bauer A, McCafferty D, Simmonds MP, Wright AJ. An introduction to marine mammal biology and conservation. 1st ed. Burlington: Jones & Bartlett Learning. Int J Comp Psychol 20: 274-316.
- ZEE-PR. 2016. Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Paraná – Litoral. Camila Cunico (Org.). Curitiba: ITCG, 2016.
- Zerbini AN, Danilewicz D, Secchi ER, Andriolo A, Secchi ER, Andriolo A and others (2011). Assessing bias in abundance estimates from aerial surveys to improve conservation of threatened franciscana dolphins: preliminary results from a survey conducted off southern Brazil. IWC Scientific Committee, Tromsø, Norway.